

畜禽养殖环境效率及其污染物减排 ——以不同规模生猪养殖为例

王善高¹ 周应恒^{1*} 张晓恒²

(1. 南京农业大学 经济管理学院,南京 210095;
2. 华中农业大学 经济管理学院,武汉 430070)

摘要 为探究中国生猪养殖产生污染物的减排潜力,基于随机前沿生产函数模型,利用2004—2016年生猪养殖的省级宏观数据,测算了不同规模生猪养殖的环境效率,并从时间和空间2个维度计算了生猪养殖产生污染物的潜在削减量,最后进一步探究了生猪养殖环境效率的提升路径。结果表明:1)小规模、中规模、大规模生猪养殖的环境效率均值依次为0.924、0.953、0.926,随着养殖规模增大环境效率呈现出“倒U型”趋势,而且随着时间推移3个规模生猪养殖的环境效率均出现了不同程度的上升趋势;2)在时间维度上,小规模、中规模、大规模生猪养殖1头猪1年产生的污染物还可以平均减少5.89、2.42和4.13 kg,但随着时间推移3个规模生猪养殖污染物的潜在削减量均在不断减少;3)在空间维度上,小规模生猪养殖东部地区污染物的潜在削减量要高于中西部地区;中规模生猪养殖污染物的潜在削减量在各区域中相对均衡;而大规模生猪养殖污染物的潜在削减量在不同地区呈现出两级分化趋势;4)本研究选取的生产要素投入量、饲养天数以及环境治理费用等对生猪养殖环境效率均有显著影响。最后,基于研究结论,提出相关的措施建议以提升生猪养殖环境效率。

关键词 生猪养殖; 养殖规模; 环境效率; 污染物潜在削减量; 影响因素

中图分类号 F326.3

文章编号 1007-4333(2019)09-0232-16

文献标志码 A

Environmental efficiency of livestock and poultry breeding and pollutant emission reduction: Taking pig farms of different scales as an example

WANG Shangao¹, ZHOU Yingheng^{1*}, ZHANG Xiaoheng²

(1. College of Economics and Management, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China;
2. College of Economics and Management, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

Abstract In order to explore the reduction potential of China's pig breeding pollutants, based on stochastic frontier production function model, this study uses the provincial macro data on pig breeding in 2004 – 2016 to measure the environmental efficiency of pigs breeding of different scales, calculates the potential reduction of pollutants produced by pig breeding from time and space dimensions and explores the path of improving the environment efficiency of pig breeding in further. The results show that: 1) The average environmental efficiency of small-scale, medium-scale and large-scale pig breeding are respectively 0.924, 0.953 and 0.926. With the increasing of the breeding scale, the environmental efficiency shows an “inverted U-shaped” trend. And the environmental efficiency of three scale pig breeding has increased to varying degrees over time. 2) In terms of time dimension, the pollutants produced by small-scale, medium-scale, large-scale pig breeding are reduced by 5.89, 2.42 and 4.13 kg each year while the potential reduction of pollutants in three pig breeding scale is decreasing over time. 3) In terms of spatial dimension, the potential

收稿日期: 2018-09-11

基金项目: 国家自然科学基金项目(71333008);国家社科基金重大项目(14ZDA037);江苏省研究生培养创新工程项目

第一作者: 王善高,博士研究生,E-mail:1551927977@qq.com

通讯作者: 周应恒,教授,主要从事农产品流通、食品质量安全管理研究,E-mail:zhouyh@njau.edu.cn

reduction of pollutants in the eastern part of small-scale pig breeding is higher than that in the central and western regions; The potential reduction of pollutants of medium-scale pig breeding is relatively balanced in each region; The potential reduction of pollutants of large-scale pig breeding shows a two-level differentiation trend in different regions.

4) The input production factors including the number of feeding days and environmental treatment costs display significant effects on the environmental efficiency of pig breeding. Finally, based on the research results obtained, relevant measures are proposed to improve the environmental efficiency of pig breeding.

Keywords pig breeding; breeding scale; environmental efficiency; potential reduction of pollutants; determinants

自2016年中央成立环保督察组以来,陆续派出环保督查组进驻各地进行现场督查,掀起了一场新的治污风暴,畜禽养殖业作为重要的污染源之一,自然也纳入了环保督查范围之内。与其他污染源不同,一方面畜禽养殖会产生污染,但同时畜类、禽类也是老百姓摄取肉制品的重要来源,自古就有“猪粮安天下”的说法。然而,面对中央环保督察组的督查,为了避免被问责,部分地方政府机械地采用“一律关停”、“先停再说”的“一刀切”策略加以应对。统计数据显示,2016年南方水网地区调减生猪超1 600万头;各地划定禁养区,减少生猪存栏8%,调减生猪超3 600万头^[1]。“一刀切”策略不仅没有维护人民群众的环境权益,而且还严重影响了人民群众的正常生产生活。事实上,环保督察的初衷是引导地方政府加强对环境污染的监管,积极引导污染企业通过自我整改、自我完善来降低环境污染,提升环境质量。相对于“一刀切”式地关闭关停,科学引导畜禽养殖企业采用先进的污染处理技术(设备)来“主动”降低污染物显得更为有意义,这不仅很好地实现了环保督查的初衷,而且最大限度地维护了人民群众的正常生产生活。

那么,当前我国畜禽养殖产生的污染物还可以进一步削减吗?如果可以,畜禽养殖产生污染物的潜在削减量又是多少?实现污染物削减的路径又是什么?这些问题直接关乎我国畜禽养殖业的可持续发展,而要想回答这些问题就需要我们科学的测度畜禽养殖的环境效率。所谓环境效率是指维持产出和常规要素投入不变,用污染物可能实现的最小数量比上当前实际数量,因此测度环境效率不仅可以知道畜禽养殖污染的现状,还可以测算出污染物的潜在削减量。

1 文献梳理

关于畜禽养殖环境效率,国内外学者均进行了大量研究。国外学者研究的相对较早。如:Reinhard等^[2]将氮盈余作为污染物利用SFA模型

估算了荷兰奶牛场的环境效率,发现集约型奶牛场的环境效率要高于粗放型奶牛场。Lansink等^[3]将全氮、全磷作为污染物利用DEA模型测算了荷兰养猪场的环境效率,发现生猪养殖的技术效率要高于环境效率。Yang^[4]将畜禽养殖的废水作为污染物利用DEA模型测算了台湾地区养猪场的环境效率,发现环境效率和技术效率呈现正相关关系。Toma等^[5]将温室气体和全氮作为污染物利用DEA方法测算了奶牛养殖的环境效率,发现放牧模式养殖的环境效率要高于圈养模式。Zhou等^[6]将氮盈余作为污染物利用SFA模型测算了中国生猪养殖的环境效率,发现西南地区生猪养殖的环境效率最高,而东北地区和西北地区相对较低。Njuki等^[7]将温室气体作为污染物利用方向距离函数测算了美国东部地区奶牛养殖场的环境效率,发现大型奶牛养殖场的环境效率高于小型奶牛养殖场。Zou等^[8]将碳排放量作为污染物利用SBM模型测算了中国畜牧业的环境效率,发现东部地区畜牧养殖的环境效率要高于中西部地区。除了畜禽养殖环境效率之外,还有国外学者针对农业生产、工业生产以及其他相关领域进行了环境效率的测算研究,环境效率的研究范围越来越广泛^[9-10]。国内学者对畜禽养殖环境效率的研究起步相对较晚。早期学者没有关注到环境效率的概念,而是将污染物作为一种投入或者产出来测算畜禽养殖的绿色生产率,随着经济发展人们越来越重视环境污染问题,环境效率这一概念逐步引起了国内学者的关注。如:张晓恒等^[11]将全氮作为污染物利用SFA模型测算了生猪养殖的环境效率,发现养殖小区的环境效率最高。朱宁等^[12]将化学需氧量、全氮、全磷、铜和锌作为污染物利用SBM模型测算了蛋鸡规模养殖的环境效率,发现小规模养殖的环境效率要高于中规模和大规模。崔姹等^[13]将温室气体作为污染物利用SSBM模型测算了奶牛规模养殖的环境效率,发现小规模养殖的环境效率最高。

梳理国内外文献发现,现有研究对畜禽养殖环

境效率进行了广泛探讨,但也存在以下不足:第一,现有研究大多以测算和比较环境效率为主,鲜有学者基于环境效率值做进一步研究。如果能够基于环境效率值进行后续的相关研究(诸如计算污染物的潜在削减量等),可能会进一步提升测算环境效率的意义。第二,污染物的界定千差万别。如:Lansink 等^[3]将全氮、全磷作为污染物,张晓恒等^[11]仅将全氮作为污染物,而崔姹等^[13]选择将温室气体作为污染物。污染物的界定需要科学的标准,而不是主观臆断。污染物界定的差异使得学者们测算出的环境效率难以真实地反映畜禽养殖环境的现状,而且测算出的环境效率缺乏可比性。第三,研究方法上大多采用 DEA 方法和 SBM 非期望产出模型。事实上,无论是 DEA 方法还是 SBM 模型,两者都是基于样本观测数据构造生产可能性集合,然后通过线性规划方法求解效率,这会导致随机误差和数据随机扰动的影响被忽视^[14],结果受数据统计误差影响较大。不同于 DEA 方法和 SBM 模型,SFA 方法事先设定生产函数形式以及随机扰动项的分布,能够更好的拟合经济环境中的不确定因素,因此被广泛用于效率研究中。

针对以上不足,本研究拟做出以下改进:第一,在测算出环境效率的基础上,进一步分析污染物的潜在削减量以及环境效率的提升路径。第二,基于《第一次全国污染源普查系数手册》将污染物的范围拓展界定为化学需氧量、全氮、全磷、铜和锌。第一次全国污染源普查是由国务院第一次全国污染源普查领导小组办公室组织汇编,普查内容包括“工业源”、“农业源”以及“生活源”主要污染物的产生和排放数量等。其中,农业源中的《畜禽养殖业源产排污系数手册》明确将猪、奶牛、肉牛、蛋鸡、肉鸡等 5 种畜禽养殖的污染物界定为化学需氧量、全氮、全磷、铜和锌,选择将化学需氧量、全氮、全磷、铜和锌作为污染物具有一定的科学性和合理性。第三,借鉴 Reinhard 等^[2]的思路,利用 SFA 模型测算环境效率,我们将在下面对模型进行详细介绍。考虑到我国是全球生猪第一生产大国,而且猪肉是我国居民重要的肉制品来源,因此本研究选择将生猪养殖作为研究对象。利用 2004—2016 年生猪养殖的省级宏观数据,基于 SFA 模型测算我国不同规模生猪养殖的环境效率,并从时间和空间两个维度计算生猪养殖产生污染物的潜在削减量,最后进一步探究生猪养殖环境效率的提升路径。

2 研究方法

2.1 环境效率测算

在测算环境效率时,不可避免的要涉及污染物的处理问题,目前来看,通常有 2 种处理方式:一是将污染物作为一种产出;二是将污染物作为一种投入。将污染物作为产出时测算环境效率的思路是把污染物作为一种“非合意产出”,与“合意产出”一起纳入效率分析方程,然后采用多投入多产出的方法测算环境效率。然而,由于“合意产出”与“非合意产出”之间的度量单位并不一致,通常需要采用“影子价格”来估算“非合意产出”的市场价值,而“影子价格”的设定可能存在一定的主观性。此外,由于涉及多个产出,对于环境效率的变动,难以识别是“合意产出”增加了还是“非合意产出”减少了亦或者是两者的共同作用。特别地,有学者指出当生产者面临一系列环境约束甚至需要限定产量时,将污染物作为产出处理并不利于实际应用^[3]。与上述污染物的处理方式不同,Haynes 等^[15]提出了一种新思路,他们认为可以将污染物作为一种投入要素处理,通过计算污染物的可能最小数量与当前实际数量的比值来衡量环境效率。他们认为这种方法更利于实际应用,一方面,较好地避免了“影子价格”的设定问题;另一方面,可以有针对性地直接计算出污染物的环境效率。随后,Reinhard 等^[2]将这种思路用于了实证研究中,测算了荷兰奶牛场的环境效率。Lansink 等^[3]采用该方法测算了荷兰生猪养殖的环境效率。此后,越来越多的学者将该方法用于环境效率的测算评估中,而且应用范围也越来越广泛^[16-18]。

根据上述分析,我们绘制出了将污染物作为投入要素来测算环境效率的示意图。如图所示, Y_R 是等产量曲面,曲面上包含若干个等产量点,其中,A 和 B 是两个等产量点。假设当前在 A 点进行生产,此时需要 X_R 个常规要素投入(如:资本、劳动等),同时也会产生 W_R 个污染物。根据环境效率的定义,我们需要保持产出和常规要素投入不变,寻找出污染物的最小可能数量。因此,我们可以选择在 B 点进行生产,此时产出和常规要素投入不变,而污染物数量由 W_R 减少至 W^F 。这时环境效率可表示为: $EE = OW^F / OW_R$ 。

大量文献指出受气候、灾害等自然因素的影响,农业生产更近似于一个随机的过程,因此本研究采用随机前沿生产函数(SFA)来测算环境效率。为了

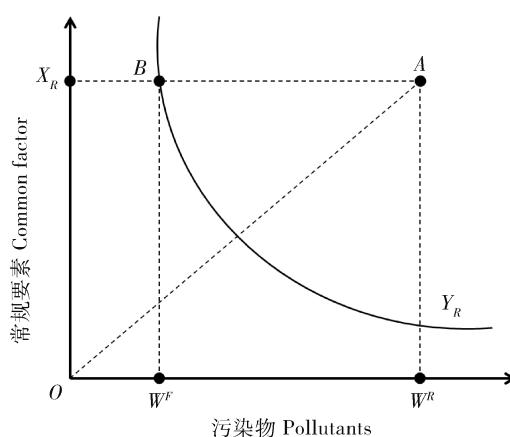


图1 环境效率的测算示意图

Fig. 1 Schematic diagram of environmental efficiency

能够降低模型设定误差,同时也为了能够较好地研究各投入要素的相互影响,本研究将SFA模型设定为超越对数生产函数形式(Trans-log production function),模型构造如下:

$$\begin{aligned} \ln Y_u = & \beta_0 + \sum_{j=1}^N \beta_j \ln X_{jut} + \beta_n \ln W_u + \beta_t T + \\ & \frac{1}{2} \sum_{j=1}^N \sum_{k=1}^N \beta_{jk} \ln X_{jut} \ln X_{kit} + \sum_{j=1}^N \beta_{jn} \ln X_{jut} \ln W_u + \\ & \sum_{j=1}^N \beta_{jt} \ln X_{jut} T + \beta_{nt} \ln W_u T + \frac{1}{2} \beta_{nn} (\ln W_u)^2 + \\ & \frac{1}{2} \beta_u T^2 + v_u - u_u \end{aligned} \quad (1)$$

其中: i 和 t 分别表示省份和年份,即第 i 省的第 t 年份; j 和 k 为常规要素投入标记,主要用来表示常规投入要素的个数。 Y_u 为生猪养殖的产出; X_u 为生猪养殖中的常规要素投入,诸如资本、劳动等; W_u 为生猪养殖排泄物中的污染物; T 为时间趋势项,用以反映生猪养殖技术进步; β 为一系列待估计参数; v_u 为随机误差项,表示随机因素对产出的影响,服从独立于 u_u 的正态分布 $N(0, \delta_v^2)$; u_u 为技术非效率项,表示技术非效率对产出的影响,服从独立于 v_u 的半正态分布 $N^+(0, \delta_u^2)$ 。

根据环境效率的测算思路,我们需要保持产出和常规投入要素不变,用污染物可能达到的最小数量 W^F 来替代当前污染物的实际数量 W 。同时,需要说明的是,环境效率的测算是在不存在技术效率损失的假设下实现的,即 $u_u = 0$,则式(1)可以改写为:

$$\ln Y_u = \beta_0 + \sum_{j=1}^N \beta_j \ln X_{jut} + \beta_n \ln W_u^F + \beta_t T +$$

$$\begin{aligned} & \frac{1}{2} \sum_{j=1}^N \sum_{k=1}^N \beta_{jk} \ln X_{jut} \ln X_{kit} + \sum_{j=1}^N \beta_{jn} \ln X_{jut} \ln W_u^F + \\ & \sum_{j=1}^N \beta_{jt} \ln X_{jut} T + \beta_{nt} \ln W_u^F T + \\ & \frac{1}{2} \beta_{nn} (\ln W_u^F)^2 + \frac{1}{2} \beta_u T^2 + v_u \end{aligned} \quad (2)$$

上述指出,环境效率可以表示为 $EE = OW^F / OW_R$,其对数形式为 $\ln EE = \ln W^F - \ln W$ 。利用式(2)减去式(1),并整理成 $\ln W^F - \ln W$ 的形式,得:

$$\begin{aligned} & \frac{1}{2} \beta_{nn} (\ln W_u^F - \ln W_u)^2 + \\ & (\beta_n + \sum_{j=1}^N \beta_{jn} \ln X_{jut} + \beta_{nt} T + \beta_{nn} \ln W_u) \times \\ & (\ln W_u^F - \ln W_u) + u_u = 0 \end{aligned} \quad (3)$$

此时,式(3)实际上就是关于 $\ln W^F - \ln W$ 的一元二次方程,而 $\ln W^F - \ln W$ 的值就是环境效率的对数值,因此通过数学推导即可求解出生猪养殖的环境效率值。考虑到环境效率值通常在 $0 \sim 1$,故需要舍弃 <0 或者 >1 的解。生猪养殖环境效率可表示为:

$$\begin{aligned} \ln EE_u = & \\ & \left\{ -(\beta_n + \sum_{j=1}^N \beta_{jn} \ln X_{jut} + \beta_{nt} T + \beta_{nn} \ln W_u) \pm \right. \\ & \left[(\beta_n + \sum_{j=1}^N \beta_{jn} \ln X_{jut} + \beta_{nt} T + \beta_{nn} \ln W_u)^2 - \right. \\ & \left. \left. 2 \beta_{nn} U_u \right]^{0.5} \right\} / \beta_{nn} \end{aligned} \quad (4)$$

2.2 污染物潜在削减量

环境效率值 $EE = OW^F / OW_R$,当我们测算出环境效率值 EE 时,由于当前污染物实际数量 OW_R 已知,因此可以计算出污染物可能实现的最小数量 OW^F ,进一步地,还可以计算出污染物的潜在削减量。计算公式如下:

$$\begin{aligned} W_{reduce} = & OW_R - OW^F = \\ & OW_R - OW_R \times EE = OW_R (1 - EE) \end{aligned} \quad (5)$$

其中: W_{reduce} 为生猪养殖污染物的潜在削减量; OW_R 为当前生猪养殖污染物的实际数量; OW^F 为生猪养殖污染物可能实现的最小数量; EE 为生猪养殖环境效率值。

2.3 环境效率提升路径

污染物潜在削减量能否实现的关键是生猪养殖环境效率能否提升,因此寻找出环境效率的提升路径同样重要。为了探明生猪养殖环境效率的提升途径,我们构建了相应的实证方程分析影响环境效率

的因素,模型构造如下:

$$EE_{it} = \alpha_0 + \sum_{i=1}^N \alpha_i X_{it} + \varepsilon_{it} \quad (6)$$

其中: i 和 t 表示第 i 省的第 t 年份; EE_{it} 为生猪养殖环境效率; X_{it} 为一系列影响生猪养殖环境效率的因素,诸如投入要素使用量、固定资产投入、饲养周期、雇工比重以及地方政府环境治理费用等; ε_{it} 为随机误差项; α_0, α_i 为待估计参数。需要说明的是,由于生猪养殖环境效率值在0~1,如果直接使用简单线性回归将导致估计结果有偏误, Greene等^[19]指出如果用 Tobit 模型估计不仅无偏而且有效,因此本研究采用 Tobit 模型估计式(6)。

3 数据来源与模型估计

3.1 数据来源

本研究数据来源于2004—2016年《全国农产品成本收益资料汇编》、《中国统计年鉴》以及2009年公布的《第一次全国污染源普查系数手册》。其中,生猪养殖的投入、产出数据来自于《全国农产品成本收益资料汇编》;相关价格指数数据来自《中国统计年鉴》;生猪养殖污染物的排放系数来自于《第一次全国污染源普查系数手册》。

需要说明的是:第一,考虑到不同规模生猪养殖在饲养方式、饲养周期等方面存在差异,而这些差异均可能会影响生猪养殖的环境效率,因此本研究将分规模来研究生猪养殖的环境效率。同时,本研究生猪养殖的投入产出数据来自《全国农产品成本收益资料汇编》,而《全国农产品成本收益资料汇编》是按散养、小规模、中规模和大规模统计的生猪养殖数据,由于生猪散养模式的样本相对较少,因此我们针对规模养殖进行研究。此外,在对畜禽养殖污染进行研究时,按小规模、中规模和大规模进行对比分析也是当前文献的通常做法^[20-22]。基于上述考虑,我们最终选取了小规模、中规模和大规模生猪养殖作为研究对象。第二,《全国农产品成本收益资料汇编》由国家发改委组织调查和汇编,是目前反映我国农业生产成本收益的最权威资料。《第一次全国污染源普查系数手册》由环境保护部、国家统计局以及农业部联合调查,是我国第一次全国污染源普查数据,具有一定的全面性和科学性。第三,《第一次全国污染源普查系数手册》是按华北、东北、华东、中南、西南和西北分区域统计的畜禽养殖污染物排放系数,因此我们也将不同规模生猪养殖的样本省份

划分为华北、东北、华东、中南、西南和西北六大地区进行对应。通过整理,本研究取得的不同规模生猪养殖样本数依次为小规模321个、中规模357个、大规模365个。

3.2 变量说明

1)产出变量(Y, kg):需要说明的是,生猪仔畜也具备一定的重量,因此本研究计算产出时扣除了这部分重量,用主产品产量减去仔畜重量表示生猪养殖的产出。

2)要素投入:①劳动力投入($X_1, \text{日}$):用生猪养殖中的用工数量表示劳动力投入,包含家庭用工和农业雇工两部分。②饲料费用($X_2, \text{元}$):饲料投入为精饲料费用和青粗饲料费之和。考虑到价格波动的影响,以2004年为基期用饲料价格指数对饲料投入进行平减。③固定资产投入($X_3, \text{元}$):畜禽规模养殖需要进行大量投资,因此本研究将固定资产作为一个投入指标。固定资产投入为固定资产折旧、修理维护费、工具材料费和饲料加工费之和。同样地,我们采用固定资产投资价格指数对固定资产投入进行平减。④其他投入($X_4, \text{元}$):其他投入包括水费、燃料动力费、医疗防疫费、死亡损失费、技术服务费以及间接费用等,为了消除价格波动的影响,用生猪生产价格指数进行平减。

3)污染物(W, kg):一般而言,畜禽养殖污染物主要来自排泄物,本研究采用排污系数计算污染物,而非产污系数。这是因为虽然可能有些地区生猪养殖产生的污染物多,但经过科学处理,污染物可以降到最低,本研究依然认为这是生态环保型养殖,因此采用排污系数更合理。需要说明的是,《全国农产品成本收益资料汇编》将生猪规模养殖划分为了小规模(年出栏30~100头)、中规模(年出栏100~1000头)和大规模(年出栏1000头以上)3类,而《第一次全国污染源普查系数手册》中将生猪规模养殖划分为了养殖专业户(养殖50头以上)、规模化养殖场(养殖500头以上)以及养殖小区(未公布养殖标准)3类。借鉴李翠霞等^[22]、朱宁等^[23]的做法,将小规模与养殖专业户、中规模与规模化养殖场、大规模与养殖小区分别对应起来进行研究。此外,为了能够反应污染物的综合影响,同时也为了防止多个污染物会引起效率测量偏差,借鉴大多数学者的做法^[22-25],将污染物加总折算为一个变量,并以此来反映污染程度。最后,本研究污染物的计算公式如下:

$$\begin{aligned} \text{污染物总量} &= \sum_{i=1}^5 \text{污染物}_i = \\ &\sum_{i=1}^5 \text{各污染物排污系数}_i \times \text{平均饲养天数} \times \frac{\text{实际体重}}{\text{参考体重}} \end{aligned} \quad (7)$$

其中: i 为污染物种类,本研究主要指化学需氧量、全氮、全磷、铜和锌。此外,这 5 种污染物的排污系数、参考体重均来自《第一次全国污染源普查系数手册》;而平均饲养天数、实际体重则来自《全国农产品成本收益资料汇编》。相关投入、产出变量的描述性统计结果见表 1。

3.3 模型检验和估计

接下来,本研究将对实证模型进行检验和估计。SFA 模型涉及 2 个主要检验:一是非效率项存在检验,即考察 u_i 是否等于 0。如果 u_i 为 0,说明不存在非效率损失,则不需要采用 SFA 模型进行分析。二是模型设定形式检验,即考察模型形式是否可以由 Trans-log 形式简化为 Cobb-Douglas 形式。利用单边似然比检验 LR 值分别对以上两个检验进行了考察,相关检验结果见表 2。结果显示,无论是小规模、中规模还是大规模生猪养殖,非效率项存在检验的结果表明,在 1% 的水平上显著不为 0,说明采用 SFA 模型进行分析是合理的。同时,模型设定形式检验的结果也表明,式(1)中所有的二次项变量以及交叉项变量的估计系数均在 1% 的水平上显著不为 0,说明模型形式选择 Trans-log 形式是准确的。

利用 stata 12 软件分别对小规模、中规模以及大规模生猪养殖的随机前沿生产函数进行了估计,结果见表 3。我们发现无论是小规模、中规模还是大规模生猪养殖,模型中的 Usigma(非效率项)和 Vsigma(随机误差项)的估计系数均在 1% 的水平上显著为正,说明不同规模生猪养殖中同时存在随机因素以及非效率的影响,进一步说明采用 SFA 模型进行分析是合理的。

4 实证结果与分析

4.1 不同规模生猪养殖的环境效率

根据表 3 的系数估计值,利用式(4)计算了不同规模生猪养殖的环境效率值,结果见表 4。从规模上来看,2004—2016 年小规模、中规模、大规模生猪养殖的环境效率均值依次为 0.924、0.953 和 0.926,不同规模生猪养殖的环境效率值均在 0.920

以上,说明我国生猪养殖环境效率处在相对较高水平。同时,小规模、中规模、大规模生猪养殖环境效率随着养殖规模增大呈现出先递增再递减的“倒 U 型”趋势,这意味着生猪养殖也存在最优适度规模,当养殖规模为中等规模(年出栏 100~1 000 头)时,环境效率值达到了最高。

从时间上来看,无论小规模、中规模还是大规模,随着时间推移,3 个规模生猪养殖的环境效率均出现了不同程度的上升趋势,且这种现象在小规模和大规模生猪养殖中体现得更明显,这说明我国生猪养殖的环境效率总体在不断改善。这可能与我国政府近年来高度重视生态环境问题并加强对环境污染监管有关,事实上,早在 2001 年我国政府就对畜禽养殖污染物的排放标准以及排放技术做了相关规定。2013 年中央“一号文件”又明确提出要开展畜禽养殖污染防治工作。2016 年中央政府成立了“环保督查组”,加强了对各地区环境污染的监督和管理。

4.2 污染物的潜在削减量(时间维度)

利用式(5)从时间维度计算了不同规模生猪养殖污染物的潜在削减量,结果见表 5。首先,来看污染物的排放量。小规模、中规模和大规模生猪养殖 1 头猪 1 年平均产生的污染物分别为 77.54、51.40 和 55.86 kg,我们发现小规模生猪养殖产生的污染物最多,这可能与生猪饲养周期有关。图 2 展示了不同规模生猪的饲养周期,平均而言,小规模、中规模、大规模生猪的饲养天数依次为 149.03、144.50 和 132.81 d,而饲养周期越长产生的污染物也会相应增多。此外,随着时间推移,小规模、中规模和大规模生猪养殖的污染物均呈现出了不同程度的递增趋势。当然,这不是说我国生猪养殖技术或者粪污处理技术在退步,出现这种现象的可能原因是,为了应对猪肉价格的市场周期波动,不同规模的养殖户均不同程度的延长了生猪的饲养周期,且养殖规模越大延长的饲养周期越长,以大规模养殖为例,2004—2016 年大规模生猪养殖的饲养周期由 130.29 d 延长为 139.01 d,增加了近 9 d,而养殖周期的延长必然会带来污染物的增加。

其次,来看污染物的潜在削减量。2004—2016 年小规模、中规模、大规模生猪养殖 1 头猪 1 年产生的污染物还可以平均减少 5.89、2.42 和 4.13 kg,这说明小规模和大规模生猪养殖产生的污染物还有较大的削减潜力,因此可以有针对性地加强对小规模、

表1 相关投入产出变量的描述性统计

Table 1 Descriptive statistics of relevant input-output variables

| 变量名称 Variable name | 小规模 Small scale | | | | 中规模 Medium scale | | | | 大规模 Big scale | | | |
|---|-----------------|-----------------|------------|------------|------------------|-----------------|------------|------------|---------------|-----------------|------------|------------|
| | 均值 Mean | 标准差 Std. dev | 最小值 Min | 最大值 Max | 均值 Mean | 标准差 Std. dev | 最小值 Min | 最大值 Max | 均值 Mean | 标准差 Std. dev | 最小值 Min | 最大值 Max |
| 净产出/(kg/头) Net output | 94.73 | 10.88 | 58.50 | 132.78 | 94.85 | 10.52 | 63.10 | 133.16 | 89.44 | 10.90 | 60.00 | 141.91 |
| 劳动力投入/(日/头) Labor input | 4.02 | 1.93 | 1.52 | 19.00 | 2.52 | 1.18 | 0.65 | 9.80 | 1.42 | 0.80 | 0.33 | 6.40 |
| 饲料费用/(元/头) Feed cost | 714.01 | 224.02 | 250.61 | 1223.99 | 723.53 | 213.07 | 264.91 | 1242.60 | 693.99 | 200.47 | 217.50 | 1244.41 |
| 固定资产投入/(元/头) Fixed asset investment | 19.11 | 5.95 | 6.66 | 50.28 | 19.12 | 6.29 | 8.89 | 56.25 | 21.49 | 9.18 | 0.90 | 77.72 |
| 其他投入/(元/头) Other inputs | 37.10 | 12.34 | 13.13 | 100.97 | 41.02 | 12.73 | 10.42 | 91.84 | 54.01 | 23.62 | 12.88 | 157.37 |
| 污染物总量/(kg/头) Total amount of pollutants | 77.54 | 16.73 | 38.65 | 129.42 | 51.40 | 15.00 | 24.82 | 119.32 | 55.86 | 24.72 | 23.05 | 174.95 |
| 其中:化学需氧量 COD/(kg/头) | 71.35 | 15.23 | 36.33 | 122.10 | 47.22 | 14.28 | 23.18 | 112.58 | 51.25 | 23.25 | 20.38 | 164.34 |
| 全氮 TN/(kg/头) | 5.27 | 1.81 | 1.73 | 9.44 | 3.50 | 1.02 | 1.43 | 6.43 | 3.83 | 1.64 | 1.40 | 8.89 |
| 全磷 TP/(kg/头) | 0.86 | 0.24 | 0.37 | 1.55 | 0.63 | 0.22 | 0.18 | 1.44 | 0.71 | 0.32 | 0.26 | 2.28 |
| 铜 CU/(kg/头) | 0.03 | 0.01 | 0.01 | 0.07 | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.04 | 0.03 | 0.01 | 0.01 | 0.07 |
| 锌 ZN/(kg/头) | 0.04 | 0.01 | 0.02 | 0.07 | 0.03 | 0.01 | 0.01 | 0.08 | 0.04 | 0.01 | 0.02 | 0.01 |

表2 模型设定形式检验

Table 2 Test of model setting

| 名称 Name | 检验 Test | 自由度 Degree of freedom | H_0 似然对数值 H_0 likelihood value | χ^2 统计量 χ^2 statistics | | χ^2 临界值 χ^2 threshold | | 显著性 Significant |
|---------------------|---------------------------------------|--------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|-------|------------------------------------|-------|--------------------|
| | | | | χ^2 statistics | 0.01 | 0.05 | 0.1 | |
| 小规模 Small scale | $u_{it} = 0$ | 1 | 548.21 | 27.20 | 5.42 | 2.71 | 1.64 | 0.01 |
| | 前沿函数为 C-D C-D is frontier function | 21 | 399.17 | 325.29 | 38.93 | 32.67 | 29.62 | 0.01 |
| 中规模 Medium scale | $u_{it} = 0$ | 1 | 635.65 | 14.62 | 5.42 | 2.71 | 1.64 | 0.01 |
| | 前沿函数为 C-D C-D is frontier function | 21 | 452.24 | 381.45 | 38.93 | 32.67 | 29.62 | 0.01 |
| 大规模 Big scale | $u_{it} = 0$ | 1 | 623.47 | 20.97 | 5.42 | 2.71 | 1.64 | 0.01 |
| | 前沿函数为 C-D C-D is frontier function | 21 | 426.65 | 414.60 | 38.93 | 32.67 | 29.62 | 0.01 |

表3 不同规模生猪养殖随机前沿生产函数的估计

Table 3 Estimation of stochastic frontier production function for different scale pig breeding

| 变量名称 Variable name | 小规模 Small scale | | 中规模 Medium scale | | 大规模 Big scale | |
|---------------------------------------|----------------------|----------------|----------------------|----------------|----------------------|----------------|
| | 估计系数值 Coefficient | T 值 T value | 估计系数值 Coefficient | T 值 T value | 估计系数值 Coefficient | T 值 T value |
| | | | | | | |
| ln.x ₁ | 0.887 ** | 2.263 | 0.365 * | 1.670 | -0.143 | -0.634 |
| ln.x ₂ | 0.367 | 1.222 | 1.023 *** | 3.655 | 0.250 | 1.412 |
| ln.x ₃ | 0.529 | 1.113 | 0.129 | 0.427 | -0.269 | -1.034 |
| ln.x ₄ | -0.052 | -0.150 | -0.509 * | -1.847 | 0.345 | 1.448 |
| ln.w | 0.279 | 0.821 | 0.377 | 1.052 | 1.061 *** | 4.417 |
| t | 0.044 | 1.431 | 0.021 | 0.868 | 0.006 | 0.206 |
| (ln.x ₁) ² | -0.114 *** | -3.210 | -0.005 | -0.196 | -0.005 | -0.277 |
| (ln.x ₂) ² | 0.018 | 0.202 | -0.324 *** | -3.229 | 0.034 | 0.591 |
| (ln.x ₃) ² | -0.010 | -0.189 | -0.002 | -0.035 | 0.019 | 1.214 |
| (ln.x ₄) ² | 0.002 | 0.094 | -0.039 | -1.316 | -0.047 * | -1.720 |
| (ln.w) ² | 0.014 | 0.115 | -0.224 ** | -2.198 | 0.026 | 0.570 |
| t ² | 0.000 | 0.260 | -0.001 ** | -2.535 | -0.000 | -0.039 |
| ln.x ₁ × ln.x ₂ | -0.179 *** | -3.768 | -0.047 | -1.260 | 0.002 | 0.058 |
| ln.x ₁ × ln.x ₃ | -0.013 | -0.489 | 0.071 *** | 3.380 | 0.047 ** | 2.339 |
| ln.x ₁ × ln.x ₄ | 0.042 * | 1.783 | 0.053 ** | 2.466 | 0.005 | 0.282 |
| ln.x ₁ × ln.w | 0.067 | 1.596 | -0.112 *** | -3.280 | -0.005 | -0.338 |
| ln.x ₁ × t | -0.003 | -0.911 | 0.001 | 0.538 | 0.001 | 0.416 |
| ln.x ₂ × ln.x ₃ | -0.067 | -1.162 | -0.068 | -1.239 | 0.023 | 0.512 |
| ln.x ₂ × ln.x ₄ | 0.009 | 0.169 | 0.122 ** | 2.518 | 0.002 | 0.047 |
| ln.x ₂ × ln.w | 0.019 | 0.248 | 0.220 *** | 2.844 | -0.096 ** | -2.111 |
| ln.x ₂ × t | -0.012 ** | -2.419 | -0.005 | -1.263 | -0.003 | -0.736 |
| ln.x ₃ × ln.x ₄ | -0.021 | -0.641 | 0.027 | 1.050 | -0.016 | -0.931 |
| ln.x ₃ × ln.w | -0.008 | -0.138 | 0.023 | 0.509 | 0.014 | 0.693 |
| ln.x ₃ × t | 0.007 ** | 2.019 | 0.010 *** | 4.037 | 0.009 *** | 4.315 |
| ln.x ₄ × ln.w | -0.007 | -0.136 | -0.071 ** | -1.961 | -0.045 ** | -2.376 |
| ln.x ₄ × t | 0.003 | 0.993 | 0.005 ** | 2.110 | 0.000 | 0.257 |
| ln.w × t | 0.001 | 0.284 | -0.004 | -1.354 | -0.002 | -0.987 |
| Usigma | -6.349 *** | -27.699 | -7.213 *** | -24.110 | -6.649 *** | -25.929 |
| Vsigma | -7.656 *** | -23.634 | -6.980 *** | -40.800 | -7.187 *** | -30.591 |
| 地区虚拟变量 Regional dummy | 控制 Control | | 控制 Control | | 控制 Control | |

注：*、**、*** 分别表示在 10%、5% 和 1% 的水平下显著。

Note: * , ** and *** indicate significant at 10%, 5% and 1%, respectively.

表4 不同规模和年份生猪养殖的环境效率值

Table 4 Environmental efficiency values of pigs of different scales at different years

| 规模 Scale | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 平均 Average |
|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---------------|
| 小规模 Small scale | 0.883 | 0.900 | 0.897 | 0.898 | 0.938 | 0.942 | 0.932 | 0.931 | 0.937 | 0.940 | 0.932 | 0.940 | 0.937 | 0.924 |
| 中规模 Medium scale | 0.931 | 0.948 | 0.948 | 0.957 | 0.958 | 0.951 | 0.949 | 0.957 | 0.957 | 0.956 | 0.959 | 0.959 | 0.959 | 0.953 |
| 大规模 Big scale | 0.905 | 0.895 | 0.887 | 0.937 | 0.932 | 0.928 | 0.939 | 0.942 | 0.932 | 0.924 | 0.929 | 0.940 | 0.942 | 0.926 |

表5 不同规模生猪养殖污染物的潜在削减量(时间维度)

Table 5 Potential reductions in pollutants in pigs of different sizes (time dimension)

| 年份 Year | 小规模 Small scale | | | | 中规模 Medium scale | | | | 大規模 Big scale | | | | |
|------------|----------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------|----------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------|----------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------|---------------------|
| | 环境效率 Environmental efficiency | 提升空间 Potential improvement space | 潜在削减量/kg Pollutants reduction | 污染物/kg Pollutants | 环境效率 Environmental efficiency | 提升空间 Potential improvement space | 潜在削减量/kg Pollutants reduction | 污染物/kg Pollutants | 环境效率 Environmental efficiency | 提升空间 Potential improvement space | 潜在削减量/kg Pollutants reduction | 污染物/kg Pollutants | Potential reduction |
| 2004 | 72.04 | 0.883 | 0.117 | 8.43 | 47.81 | 0.931 | 0.069 | 3.30 | 50.90 | 0.905 | 0.095 | 4.84 | |
| 2005 | 73.51 | 0.900 | 0.100 | 7.35 | 49.49 | 0.948 | 0.052 | 2.57 | 50.82 | 0.895 | 0.105 | 5.34 | |
| 2006 | 69.41 | 0.897 | 0.103 | 7.15 | 47.73 | 0.948 | 0.052 | 2.48 | 51.59 | 0.887 | 0.113 | 5.83 | |
| 2007 | 71.54 | 0.898 | 0.102 | 7.30 | 47.79 | 0.957 | 0.043 | 2.05 | 50.95 | 0.937 | 0.063 | 3.21 | |
| 2008 | 74.34 | 0.938 | 0.062 | 4.61 | 50.35 | 0.958 | 0.042 | 2.11 | 52.52 | 0.932 | 0.068 | 3.57 | |
| 2009 | 76.04 | 0.942 | 0.058 | 4.41 | 51.32 | 0.951 | 0.049 | 2.51 | 54.52 | 0.928 | 0.072 | 3.93 | |
| 2010 | 75.64 | 0.932 | 0.068 | 5.14 | 51.25 | 0.949 | 0.051 | 2.61 | 55.18 | 0.939 | 0.061 | 3.37 | |
| 2011 | 78.40 | 0.931 | 0.069 | 5.41 | 50.43 | 0.957 | 0.043 | 2.17 | 55.34 | 0.942 | 0.058 | 3.21 | |
| 2012 | 80.56 | 0.937 | 0.063 | 5.08 | 51.80 | 0.957 | 0.043 | 2.23 | 57.59 | 0.932 | 0.068 | 3.92 | |
| 2013 | 81.40 | 0.940 | 0.060 | 4.88 | 53.25 | 0.957 | 0.043 | 2.29 | 58.68 | 0.924 | 0.076 | 4.46 | |
| 2014 | 83.51 | 0.932 | 0.068 | 5.68 | 54.81 | 0.956 | 0.044 | 2.41 | 61.59 | 0.929 | 0.071 | 4.37 | |
| 2015 | 85.16 | 0.940 | 0.060 | 5.11 | 55.03 | 0.959 | 0.041 | 2.26 | 60.87 | 0.940 | 0.060 | 3.65 | |
| 2016 | 85.54 | 0.937 | 0.063 | 5.39 | 56.42 | 0.959 | 0.041 | 2.31 | 63.57 | 0.942 | 0.058 | 3.69 | |
| 平均 | 77.54 | 0.924 | 0.076 | 5.89 | 51.40 | 0.953 | 0.047 | 2.42 | 55.86 | 0.926 | 0.074 | 4.13 | Average |

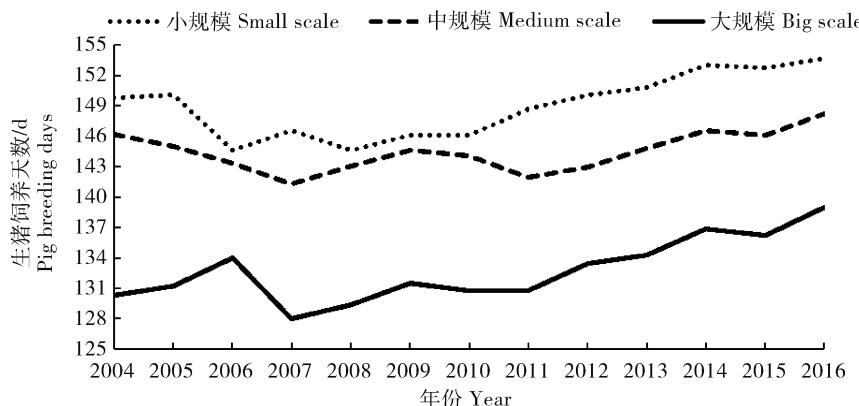


图2 不同规模生猪的饲养周期
Fig. 2 Feeding cycle of pig of different sizes

大规模生猪养殖产生污染物的治理。此外,我们还发现无论是小规模、中规模还是大规模生猪养殖,随着时间推移,其污染物的潜在削减量均在不断减少。出现这种现象的可能原因是:一方面,不同规模生猪养殖的饲养周期在延长,其养殖产生的污染物在逐年增多。另一方面,不同规模生猪养殖环境效率总体上在不断提升,使得环境效率的潜在提升空间(1-EE)在不断缩小,这意味着提升生猪养殖环境效率是减少生猪养殖污染的一个可行路径,但随着时间推移,环境效率提升对污染物削减的作用将越来越小,这也在提醒我们畜禽养殖污染物的治理不能单纯的依靠效率的提升,创新污染物处理技术,进而通过提升污染物处理的前沿技术水平来削减畜禽养殖产生的污染物显得迫在眉睫。

4.3 污染物的潜在削减量(空间维度)

进一步地,利用式(5)从空间维度计算了不同规模生猪养殖污染物的潜在削减量,结果见表6。

首先,来看小规模生猪养殖污染物的潜在削减量。华北、东北、华东、中南、西南、西北六大区域生猪养殖污染物的潜在削减量依次为3.18、4.30、4.30、8.40、6.94和6.83 kg,呈现出中南、西南、西北、华东、东北、华北依次递减的趋势。有意思的是,我们发现华北、东北、华东等东部地区生猪养殖污染物的潜在削减量明显少于中南、西南、西北等中西部地区。出现这种现象的可能原因是:一方面,华北、东北、华东等区域属于人口相对密集的地区,为了保证人口密集区域人民群众的身体健康,国家加强了对人口高密度居住区的环境保护。2016年农业部印发的《全国生猪生产发展规划(2016—2020)》明确将北京、天津、上海等人口密集的大城市以及江苏、

浙江、福建、安徽、江西、湖北、湖南、广东等河网密布、人口密集的省份划定为生猪养殖“约束发展区”,而这些省份大多位于华北、东北、华东地区。另一方面,华北、东北、华东等东部地区经济相对发达,位于该区域的小规模生猪养殖户具备一定的经济实力购买先进的粪污处理设备,因此生猪养殖环境效率处在相对较高水平,其本身排放的污染物就相对较少。

其次,来看中规模生猪养殖污染物的潜在削减量。华北、东北、华东、中南、西南、西北六大区域生猪养殖污染物的潜在削减量依次为3.28、3.35、2.11、1.99、2.09和2.10 kg,我们发现六大区域生猪养殖污染的潜在削减量均在3.5 kg以下,说明中等规模生猪养殖在污染物处理方面具备一定的优势地位。主要的原因是:一方面,中等规模生猪养殖产生的污染物本身就相对较少;另一方面,中等规模生猪养殖的环境效率处在相对较高水平,在二者的综合作用下,污染物的潜在削减量就会处在相对较低水平。因此,从环境保护视角来说,中等规模养殖(年出栏100~1 000头)是我国生猪养殖的最优适度规模。

最后,来看大规模生猪养殖污染物的潜在削减量。华北、东北、华东、中南、西南、西北六大区域生猪养殖污染物的潜在削减量依次为7.28、3.69、2.16、3.02、4.40和5.50 kg,呈现出华北、西北、西南、东北、中南、华东依次递减的趋势。我们发现在大规模生猪养殖内部,不同地区生猪养殖污染物的潜在削减量呈现出明显的两级分化趋势,如:华东、东北地区污染物的潜在削减量仅有2.16和3.69 kg,而西北、华北地区污染物的潜在削减量高达5.50和7.28 kg,这意味着并不是所有的地区都适合发展大

表6 不同规模生猪养殖污染物的潜在削减量(空间维度)

Table 6 Potential reductions in pollutants from pigs of different sizes (spatial dimension)

| 省份 Province | 小规模 Small scale | | | 中规模 Medium scale | | | 大规模 Big scale | | |
|------------------------------|-----------------|------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------|----------------------|--------------------|---------------------------------|----------------------|--------------------|
| | Pollutants | 污染物/kg Environmental efficiency | 环境效率 Pollutants reduction | 潜在削减量/kg Environmental efficiency | 污染物/kg Pollutants | 环境效率 efficiency | 潜在削减量/kg Potential reduction | 污染物/kg Pollutants | 环境效率 efficiency |
| 北京 Beijing | | | | 63.74 | 0.936 | 4.08 | 81.31 | 0.829 | 13.90 |
| 天津 Tianjin | | | | 59.03 | 0.972 | 1.65 | 73.72 | 0.959 | 3.02 |
| 河北 Hebei | 41.46 | 0.960 | 1.66 | 56.17 | 0.959 | 2.30 | 68.93 | 0.942 | 4.00 |
| 山西 Shanxi | 52.10 | 0.918 | 4.27 | 73.55 | 0.945 | 4.05 | 91.95 | 0.906 | 8.64 |
| 内蒙古 Inner Mongolia | 68.15 | 0.946 | 3.68 | 96.24 | 0.956 | 4.23 | 117.29 | 0.946 | 6.33 |
| 华北平均 North China average | 53.90 | 0.941 | 3.18 | 69.75 | 0.953 | 3.28 | 86.64 | 0.916 | 7.28 |
| 辽宁 Liaoning | 91.67 | 0.954 | 4.22 | 72.40 | 0.947 | 3.84 | 74.54 | 0.936 | 4.77 |
| 吉林 Jilin | 92.68 | 0.963 | 3.43 | 74.90 | 0.964 | 2.70 | 73.40 | 0.954 | 3.38 |
| 黑龙江 Heilongjiang | 79.08 | 0.938 | 4.90 | 62.16 | 0.945 | 3.42 | 60.94 | 0.952 | 2.93 |
| 东北平均 Northeast China average | 87.81 | 0.951 | 4.30 | 69.82 | 0.952 | 3.35 | 69.63 | 0.947 | 3.69 |
| 上海 Shanghai | | | | | | | 26.74 | 0.943 | 1.52 |
| 江苏 Jiangsu | 55.83 | 0.890 | 6.14 | 37.51 | 0.906 | 3.53 | 27.84 | 0.886 | 3.17 |
| 浙江 Zhejiang | 64.20 | 0.947 | 3.40 | 49.46 | 0.958 | 2.08 | 34.37 | 0.913 | 2.99 |
| 安徽 Anhui | 76.55 | 0.938 | 4.75 | 47.19 | 0.957 | 2.03 | 33.85 | 0.949 | 1.73 |
| 福建 Fujian | | | | | | | 35.00 | 0.950 | 1.75 |
| 江西 Jiangxi | 75.86 | 0.961 | 2.96 | 54.01 | 0.977 | 1.24 | 40.59 | 0.951 | 1.99 |
| 山东 Shandong | 55.26 | 0.936 | 3.54 | 37.37 | 0.974 | 0.97 | 28.48 | 0.941 | 1.68 |
| 华东平均 East China average | 65.21 | 0.934 | 4.30 | 44.82 | 0.953 | 2.11 | 32.23 | 0.933 | 2.16 |

表6(续)

| 省份 Province | 小规模 Small scale | | | | 中规模 Medium scale | | | | 大规模 Big scale | | | |
|------------------------------|----------------------|--------------------------|----------------------------------|------------|-------------------------------------|---------------------|----------------------|--------------------------|----------------------------------|--------------------------|-------------------------------------|---------------------|
| | 污染物/kg Pollutants | | 环境效率 Environmental efficiency | | 潜在削减 量/kg Potential reduction | | 污染物/kg Pollutants | | 环境效率 Environmental efficiency | | 潜在削减 量/kg Potential reduction | |
| | Pollutants | Environmental efficiency | Potential reduction | Pollutants | Environmental efficiency | Potential reduction | Pollutants | Environmental efficiency | Pollutants | Environmental efficiency | Pollutants | Potential reduction |
| 河南 Henan | 72.21 | 0.937 | 4.55 | 40.59 | 0.954 | 1.87 | 35.60 | 0.922 | 2.78 | | | |
| 湖北 Hubei | 87.90 | 0.948 | 4.57 | 47.53 | 0.969 | 1.47 | 37.45 | 0.966 | 1.27 | | | |
| 湖南 Hunan | 92.89 | 0.972 | 2.60 | 54.91 | 0.969 | 1.70 | 43.64 | 0.923 | 3.36 | | | |
| 广东 Guangdong | 79.23 | 0.874 | 9.98 | 44.05 | 0.968 | 1.41 | 33.95 | 0.876 | 4.21 | | | |
| 广西 Guangxi | 69.86 | 0.908 | 6.43 | 39.84 | 0.968 | 1.27 | 34.35 | 0.957 | 1.48 | | | |
| 海南 Hainan | 87.95 | 0.732 | 23.57 | 43.86 | 0.906 | 4.12 | 31.30 | 0.851 | 4.66 | | | |
| 中南平均 Central South average | 81.59 | 0.897 | 8.40 | 45.15 | 0.956 | 1.99 | 36.01 | 0.916 | 3.02 | | | |
| 重庆 Chongqing | 93.65 | 0.918 | 7.68 | 42.86 | 0.927 | 3.13 | 50.47 | 0.902 | 4.95 | | | |
| 四川 Sichuan | 74.61 | 0.911 | 6.64 | 35.85 | 0.934 | 2.37 | 49.27 | 0.884 | 5.72 | | | |
| 贵州 Guizhou | 83.01 | 0.947 | 4.40 | 41.90 | 0.969 | 1.30 | 60.79 | 0.954 | 2.80 | | | |
| 云南 Yunnan | 96.01 | 0.903 | 9.31 | 47.13 | 0.968 | 1.51 | 62.13 | 0.948 | 3.23 | | | |
| 西藏 Tibet | | | | | | | | | | | | |
| 西南平均 Southwest China average | 86.69 | 0.920 | 6.94 | 41.88 | 0.950 | 2.09 | 55.67 | 0.921 | 4.40 | | | |
| 陕西 Shaanxi | 92.63 | 0.956 | 4.08 | 46.33 | 0.960 | 1.85 | 86.31 | 0.953 | 4.06 | | | |
| 甘肃 Gansu | 91.47 | 0.930 | 6.40 | 43.66 | 0.951 | 2.14 | 80.92 | 0.922 | 6.31 | | | |
| 青海 Qinghai | 82.61 | 0.852 | 12.23 | 41.51 | 0.915 | 3.53 | 68.34 | 0.912 | 6.01 | | | |
| 宁夏 Ningxia | 83.48 | 0.949 | 4.26 | 43.36 | 0.951 | 2.12 | | | | | | |
| 新疆 Xinjiang | | | | 39.19 | 0.975 | 0.98 | 73.83 | 0.930 | 5.17 | | | |
| 西北平均 Northwest China average | 87.55 | 0.922 | 6.83 | 42.81 | 0.951 | 2.10 | 77.49 | 0.929 | 5.50 | | | |

规模生猪养殖,要充分依托当地的资源禀赋、环境承载力等因素,因地制宜地选择生猪养殖规模。《全国生猪生产发展规划(2016—2020)》将山西、陕西、甘肃、新疆、西藏、青海、宁夏等7省、自治区划定为生猪养殖“适度发展区”,而这些省份大多位于西南和西北地区,虽然这些地区地域辽阔、土地资源丰富,但这些地区生猪养殖基础薄弱,部分省区水资源短缺,因此要依托当地的资源禀赋,适度发展生猪养殖。

4.4 生猪养殖环境效率的提升路径

一般而言,学者们在考察环境效率的影响因素时,大多从经济因素、人力资源因素、环境治理因素以及自然因素等方面作分析。考虑到生猪养殖的实际情况以及相关数据的可获得性,我们最终从生产要素投入状况、饲养天数、雇工比重、地方财政环境保护支出等方面考察生猪养殖环境效率的影响因素。其中,生产要素投入状况包括总投工、饲料费用、固定资产投入等,这在一定程度上体现了经济因素;雇工比重在一定程度上体现了人力资源因素;而地方财政环境保护支出体现了环境治理因素。具体而言:1)生产要素投入。生产要素投入包含总投工、饲料费用、固定资产投入等。
①总投工:投工使用包含2个方面,一是生产端的投工,二是畜禽粪污处理端的投工,如果增加的是生产端的投工,可能会使畜禽养殖场运行的更好,但对环境效率不会产生影响;而如果增加的是畜禽粪污处理端的投工,可能会使粪污处理更精细化,从而提升环境效率。因此,投工量对生猪养殖环境效率具有不确定性。
②饲料费用:饲料费用是精饲料费用和青粗饲料费之和,而无论是小规模、中规模还是大规模养殖户,精饲料费用占饲料费用的比重均在90%以上,说明规模户大多采用精饲料饲养生猪,这是因为相对于粗饲料而言,精饲料是单位体积或单位重量内含营养成分丰富,粗纤维含量低,可消化养分含量多的一类饲料,这在一定程度上能够提升饲料转化率,减少生猪排泄。由于饲料费用中精饲料费用的比重较大,因此饲料费用增加意味着优质的精饲料增加,这会提升生猪养殖的环境效率。
③固定资产投入:固定资产投入是固定资产折旧、修理维护费、工具材料费和饲料加工费之和,包含了诸多机械设备,因此固定资产投入增加在一定程度上可能会提升生猪养殖的环境效率。
2)饲养天数:一般而言,饲养天数的延长会增加生猪的饲养周期,这会增加生猪的粪污排泄,导致污染物增加,因此饲养天数可能对环境效率具有负向

影响。
3)雇工比重:一方面,由于雇工长期从事生猪养殖工作,通常具有一定的养殖经验,雇工的使用在一定程度上会提升环境效率。另一方面,随着雇工使用量的增加,不可避免的会发生道德风险问题^[26-27],这在一定程度上会拉低环境效率。因此,雇工比重对环境效率的影响具有不确定性。本研究用雇工数量占总投工数量的比重表示。
4)地方财政环境保护支出:一直以来,我国采用着“谁污染、谁治理、谁破坏、谁恢复”的原则治理环境污染,因此环境治理费用通常由地方政府支出。环境治理费用越多,拥有高环境效率的可能性越大。
5)地区虚拟变量:考虑到不同地区的养殖方式差异,我们在方程中也加入了地区虚拟变量。

基于以上分析,采用Tobit模型利用式(6)估计了不同规模生猪养殖环境效率的影响因素,结果见表7。总体来看,本研究选取的生产要素投入量、饲养天数、雇工比重以及地方财政环境保护支出等对生猪养殖环境效率均有显著的影响。

首先,来看生产要素投入。
①饲料费用的估计系数在小规模、中规模和大规模生猪养殖中依次在10%、1%和10%的水平上显著为正,说明饲料费用的增加能够提升生猪养殖环境效率。这与我们的预期结果相一致。这主要是因为在小规模、中规模和大规模生猪养殖中精饲料费用占饲料费用的比重均在90%以上,而精饲料有利于生猪吸收营养成分,饲料转化率相对较高,能够减少生猪排泄,从而提升了环境效率。
②固定资产投入的估计系数在大规模生猪养殖中在1%的水平上显著为正,而在小规模、中规模生猪养殖中均不显著。这可能是由于中、小规模生猪养殖的规模有限,固定资产投入会相对少一些,因此难以很好的体现固定资产投入的规模效应。
③总投工的估计系数在小规模、中规模和大规模生猪养殖中均不显著,说明投工量对生猪养殖环境效率没有影响。这可能是由于生猪养殖环境效率主要与生猪的粪污排泄以及污染物的处理技术有关,而劳动力投入主要是为了维持生猪养殖场的正常运作。此外,畜禽粪污的处理具有较强的外部性^[28],在劳动力成本迅速攀升的背景下,养殖户大多会把劳动力投入到生产端,而较少的采用人工去处理畜禽粪污,因此劳动力对环境效率的影响不显著。

其次,来看饲养天数。无论小规模、中规模还是大规模生猪养殖,饲养天数的估计系数均在1%的

水平上显著为负,说明饲养天数越长,生猪养殖的环境效率越低。这与我们的预期结果相一致,说明随着饲养天数的延长,生猪的粪污排泄在增加,进而导致污染物增加,最终降低了环境效率。

然后,来看雇工比重。雇工比重的估计系数在小规模和大规模生猪养殖中均不显著,而在中规模生猪养殖中显著为负。雇工比重估计系数在小规模中不显著的可能原因是,小规模养殖大多采用家庭自用工,而较少的使用雇工,因而雇工的影响不明显;而雇工比重估计系数在中规模、大规模中显著为负或不显著的可能原因是:一方面,由于家庭劳动力数量有限,中规模和大规模生猪养殖场雇佣的劳动

力会相对多一些,因此发生道德风险的可能性相对较高,从而降低了环境效率,袁赛男^[26]、孙顶强等^[27]的研究中也出现了类似的结论。另一方面,正如上面所说,劳动力的使用主要是为了维持养殖的正常运营,即劳动力主要投入到了生产端,因此雇工使用量的增加并不会提升生猪养殖环境效率。

最后,来看环境治理。地方财政环境保护支出的估计系数在小规模和大规模生猪养殖中均在 1% 的水平上显著为正,说明环境治理费用的增加能够提升生猪养殖环境效率。这与我们的预期结果相一致,说明地方政府环境治理费用支出的越多,环境效率提升的可能性越大。

表 7 不同规模生猪养殖环境效率的影响因素

Table 7 Factors affecting the environmental efficiency of pigs of different scales

| 变量名称 Variable name | 小规模 Small scale | | 中规模 Medium scale | | 大规模 Big scale | |
|--|----------------------|----------------|----------------------|----------------|----------------------|----------------|
| | 估计系数值 Coefficient | T 值 T value | 估计系数值 Coefficient | T 值 T value | 估计系数值 Coefficient | T 值 T value |
| ln(总投工) ln(labor) | -0.008 | -0.882 | -0.004 | -0.996 | 0.001 | 0.103 |
| ln(饲料费用) ln(feed) | 0.023* | 1.870 | 0.039*** | 3.742 | 0.030* | 1.825 |
| ln(固定资产投入) ln(fixed assets) | 0.024 | 1.243 | 0.004 | 0.626 | 0.018*** | 2.591 |
| ln(其他投入) ln(other inputs) | 0.009 | 0.939 | -0.002 | -0.416 | -0.031*** | -3.911 |
| ln(饲养天数) ln(feeding days) | -0.001*** | -5.020 | -0.001*** | -4.473 | -0.001*** | -4.935 |
| 雇工比重 Employed workers | 0.007 | 0.252 | -0.028*** | -3.285 | -0.002 | -0.141 |
| ln(地方财政环境保护支出) ln(environmental protection expenditure) | 0.030*** | 6.912 | 0.001 | 0.126 | 0.009*** | 2.610 |
| _cons | 0.731*** | 6.216 | 0.809*** | 13.380 | 0.880*** | 8.851 |
| Sigma | 0.055*** | 25.338 | 0.031*** | 26.721 | 0.054*** | 27.020 |

注: *、**、*** 分别表示在 10%、5% 和 1% 的水平下显著。

Note: *, ** and *** indicate significant at 10%, 5%, and 1%, respectively.

5 结论与建议

利用 2004—2016 年生猪养殖的省级宏观数据,基于 SFA 模型测算了我国不同规模生猪养殖的环境效率,并从时间和空间 2 个维度计算了生猪养殖产生污染物的潜在削减量,最后进一步探究了生猪养殖环境效率的提升路径。主要结论有:1) 小规模、中规模、大规模生猪养殖的环境效率均值依次为 0.924、0.953 和 0.926,说明我国生猪养殖环境效率

处在相对较高水平。同时,随着养殖规模增大环境效率呈现出先递增再递减的“倒 U 型”趋势,说明中等规模是我国生猪养殖的最优适度规模。此外,随着时间推移 3 个规模生猪养殖的环境效率均出现了不同程度的上升趋势。2) 从时间维度来看,小规模、中规模、大规模生猪养殖 1 头猪 1 年产生的污染物还可以平均减少 5.89、2.42 和 4.13 kg,但随着时间推移 3 个规模生猪养殖污染物的潜在削减量均在不断减少。3) 从空间维度来看,小规模生猪养殖华北、

东北、华东等东部地区生猪养殖污染物的潜在削减量要高于中南、西南、西北等中西部地区；而中规模生猪养殖污染物的潜在削减量在各区域中相对均衡；大规模生猪养殖污染物的潜在削减量在不同地区呈现出两级分化趋势。4)本研究选取的生产要素投入量、饲养天数以及环境治理费用等对生猪养殖环境效率均有显著影响。其中，饲料费用、固定资产投入、地方财政环境保护支出对生猪养殖环境效率具有正向影响，而饲养天数对生猪养殖环境效率具有负向影响。

本研究的研究结果表明，中国生猪养殖产生的污染物还有进一步削减的可能，而实现生猪养殖污染物削减的关键是提升生猪养殖环境效率。基于本研究的研究结论，我们提出以下建议：第一，考虑到饲料费用对生猪养殖环境效率具有正向作用，而在小规模、中规模和大规模生猪养殖中精饲料费用占饲料费的比重较高，相对于粗饲料而言，精饲料粗纤维含量低，有利于生猪吸收营养成分，饲料转化率相对较高，能够减少生猪排泄。基于此，我们建议生猪养殖户使用优质饲料饲养生猪，进一步增加精饲料的使用比重，提升饲料转化率。第二，考虑到固定资产投入对大规模生猪养殖环境效率具有正向作用，建议大规模生猪养殖户进一步加强固定资产投资，引进先进的环保设施，提升污染物的处理能力。第三，考虑到饲养周期对生猪养殖环境效率具有负向作用，建议生猪养殖户合理调控生猪的饲养周期，避免养殖周期延长，导致污染物增加。第四，考虑到环境治理费用对环境效率具有正向作用，建议地方政府加强对环境污染的监管，有效落实环境治理资金的发放与使用，保证环境治理资金落到实处，促进我国生猪养殖向环保型养殖方式转变。

最后，需要说明的是，本研究测算出的生猪养殖污染物的潜在削减量是一个理论上的最大值。事实上，环境效率本质上也属于效率的一种，其取值范围也在[0,1]。然而，影响生猪养殖环境效率的因素包含可变因素和不可变因素，其中，可变因素的改善在一定程度上确实是可以提升环境效率，但是仍然有一些不可变因素使得环境效率值难以达到1，因此本研究测算出的污染物潜在削减量是一个理论上的最大值，但即便如此，本研究依然能够为我国生猪养殖污染物的削减提供理论上的参考。

参考文献 References

- [1] 黄若涵.猪场拆迁:2016年生猪大迁移元年最醒目的标签[J].猪业科学,2017,34(2):54-55
Huang R H. Demolition of pig farms: The most striking label for the first year of live pig migration in 2016 [J]. *Swine Industry Science*, 2017, 34(2): 54-55 (in Chinese)
- [2] Reinhard S, Lovell C A K, Thijssen G. Econometric estimation of technical and environmental efficiency: An application to Dutch dairy farms [J]. *American Journal of Agricultural Economics*, 1999, 81(1): 44-60
- [3] Lansink A O, Reinhard S. Investigating technical efficiency and potential technological change in Dutch pig farming [J]. *Agricultural Systems*, 2004, 79(3): 353-367
- [4] Yang C C. Productive efficiency, environmental efficiency and their determinants in farrow-to-finish pig farming in Taiwan [J]. *Livestock Science*, 2009, 126(1): 195-205
- [5] Toma L, March M, Stott A W, Roberts D J. Environmental efficiency of alternative dairy systems: A productive efficiency approach[J]. *Journal of Dairy Science*, 2013, 96(11): 7014-7031
- [6] Zhou Y H, Zhang X H, Tian X, Geng X H, Zhang P, Yan B J. Technical and environmental efficiency of hog production in China: A stochastic frontier production function analysis[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 14(6): 1069-1080
- [7] Njuki E, Bravo-Ureta B E, Mukherjee D. The good and the bad: Environmental efficiency in northeastern U. S. dairy farming[J]. *Agricultural and Resource Economics Review*, 2016, 45(1): 22-43
- [8] 邹洁,项朝阳.中国大陆畜牧业环境效率测算及影响因素研究[J].环境污染与防治,2016,38(1):90-96
Zou J, Xiang C Y. Research on the livestock environmental efficiency in mainland China and its influencing factors [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2016, 38(1): 90-96 (in Chinese)
- [9] Abedullah, Kouser S, Qaim M. Bt cotton, pesticide use and environmental efficiency in Pakistan[J]. *Journal of Agricultural Economics*, 2015, 66(1): 66-88
- [10] Ewertowska A, Galán-Martín A, Guillén-Gosálbez G, Gavaldá J, Jiménez L. Assessment of the environmental efficiency of the electricity mix of the top European economies via data envelopment analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 116(3): 13-22
- [11] 张晓恒,周应恒,张蓬.中国生猪养殖的环境效率估算:以粪便中氮盈余为例[J].农业技术经济,2015(5):92-102
Zhang X H, Zhou Y H, Zhang P. Estimation of environmental efficiency of Chinese pig breeding: Taking nitrogen surplus in feces as an example [J]. *Journal of Agrotechnical Economics*, 2015(5): 92-102 (in Chinese)
- [12] 朱宁,秦富.畜禽规模养殖场环境效率与环境全要素生产率分

- 析：以蛋鸡为例[J]. *农业技术经济*, 2015(9):86-98
- Zhu N, Qin F. Analysis of environmental efficiency and environmental total factor productivity of livestock and poultry scale farms: A case study of laying hens [J]. *Journal of Agrotechnical Economics*, 2015(9):86-98 (in Chinese)
- [13] 崔婉, 王明利. 温室气体排放约束下奶牛规模养殖环境效率及全要素生产率分析[J]. *农村经济*, 2017(12):30-36
- Cui C, Wang M L. Analysis of environmental efficiency and total factor productivity of dairy scale farming under the constraints of greenhouse gas emissions [J]. *Rural Economy*, 2017(12):30-36 (in Chinese)
- [14] 王善高, 田旭. 中国粮食生产成本上升原因探究：基于稻谷、小麦、玉米的实证分析[J]. *农业现代化研究*, 2017, 38(4): 571-580
- Wang S G, Tian X. Causes of the rising grain production cost in China: An empirical analysis of rice, wheat and corn [J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2017, 38 (4): 571-580 (in Chinese)
- [15] Haynes K E, Ratnick S, Bowen W M, Cummings-Saxton J. Environmental decision models: U. S. experience and a new approach to pollution management [J]. *Environment International*, 1993, 19(3):261-275
- Zhang T, Xue B D. Environmental efficiency analysis of China's vegetable production[J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2005, 18(1):21-30
- [17] Wu Y R. Chemical fertilizer use efficiency and its determinants in China's farming sector[J]. *China Agricultural Economic Review*, 2011, 3(2):117-130
- [18] Marchand S, Guo H X. The environmental efficiency of non-certified organic farming in China: A case study of paddy rice production[J]. *China Economic Review*, 2014, 31(12):201-216
- [19] 格林, 张成思. 计量经济分析[M]. 第6版. 北京: 中国人民大学出版社, 2011
- Greene W H, Zhang C S. *Econometric Analysis* [M]. 6th ed. Beijing: China Renmin University Press, 2011 (in Chinese)
- [20] 杜红梅, 李孟蕊, 王明春, 胡梅梅. 基于SE-DEA模型的中国生猪规模养殖环境效率时空差异研究[J]. *中国畜牧杂志*, 2017, 53(1):131-137
- Du H M, Li M R, Wang M C, Hu M M. Study on temporal and spatial difference of environmental efficiency of scale cultivation of hogs in China based on SE-DEA model[J]. *Chinese Journal of Animal Science*, 2017, 53(1):131-137 (in Chinese)
- [21] 潘丹. 不同规模养殖户畜禽污染治理政策接受意愿分析：基于选择试验方法[J]. *中国农业大学学报*, 2017, 22(3):188-197
- Pan D. Willingness of different scale farmers to accept livestock pollution control policy: Based on choice experiment method [J]. *Journal of China Agricultural University*, 2017, 22(3): 188-197 (in Chinese)
- [22] 李翠霞, 曹亚楠. 中国奶牛养殖环境效率测算分析[J]. *农业经济问题*, 2017, 38(3):80-88
- Li C X, Cao Y N. Research on the environmental efficiency and its determinants in dairy farming in China [J]. *Issues in Agricultural Economy*, 2017, 38(3):80-88 (in Chinese)
- [23] 朱宁, 秦富. 畜禽废弃物处理对规模养殖环境效率的影响：基于蛋鸡粪便处理的视角[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(6):1901-1910
- Zhu N, Qin F. Influence of livestock and poultry's waste disposal on the environmental efficiency in scale breeding: From the perspective of layers' fecal disposal [J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(6):1901-1910 (in Chinese)
- [24] 岳立, 王晓君. 环境规制视域下我国农业技术效率与全要素生产率分析：基于距离函数研究法[J]. *吉林大学社会科学学报*, 2013, 53(4):85-92
- Yue L, Wang X J. Analysis of agricultural technology efficiency and total factor productivity in China from the perspective of environmental regulation: Based on distance function research [J]. *Jilin University Journal Social Sciences Edition*, 2013, 53 (4):85-92 (in Chinese)
- [25] 田旭, 王善高. 中国粮食生产环境效率及其影响因素分析[J]. *资源科学*, 2016, 38(11):2106-2116
- Tian X, Wang S G. Environmental efficiency and its determinants regarding China's grain production [J]. *Resources Science*, 2016, 38(11):2106-2116 (in Chinese)
- [26] 袁赛男. 家庭农场：我国农业现代化建设的路径选择：基于家庭农场与传统小农户、雇工农场的比较[J]. *南方农村*, 2013, 29(4):4-9
- Yuan S N. Family farm: Approach selection of the agricultural modernization construction in China: Based on the compare between family farms and small farmers, hired-labors farms [J]. *South China Rural Area*, 2013, 29(4):4-9 (in Chinese)
- [27] 孙项强, 卢宇桐, 田旭. 生产性服务对中国水稻生产技术效率的影响：基于吉、浙、湘、川4省微观调查数据的实证分析[J]. *中国农村经济*, 2016(8):70-81
- Sun D Q, Lu Y T, Tian X. The impact of productive services on the efficiency of rice production technology in China: An empirical analysis based on micro-survey data of four provinces of Jilin, Zhejiang, Hunan and Sichuan [J]. *Chinese Rural Economy*, 2016(8):70-81 (in Chinese)
- [28] 仇焕广, 井月, 廖绍攀, 蔡亚庆. 我国畜禽污染现状与治理政策的有效性分析[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(12):2268-2273
- Qiu H G, Jing Y, Liao S P, Cai Y Q. Environmental pollution of livestock and the effectiveness of different management policies in China [J]. *China Environmental Science*, 2013, 33 (12): 2268-2273 (in Chinese)